

VIERAEA	Vol. 32	97-105	Santa Cruz de Tenerife, diciembre 2004	ISSN 0210-945X
---------	---------	--------	--	----------------

## **Influencia de los herbívoros introducidos en la supervivencia de *Stemmacantha cynaroides* (Asteraceae). Una especie amenazada de las islas Canarias**

EDUARDO CARQUÉ ÁLAMO<sup>1,\*</sup>, MANUEL DURBÁN VILLALONGA<sup>2</sup>,  
MANUEL MARRERO GÓMEZ<sup>1</sup> & ÁNGEL BAÑARES BAUDET<sup>2,\*\*</sup>

<sup>1</sup>*Empresa de Transformación Agraria S. A. (TRAGSA), Plaza de la Candelaria 1, Edificio Olimpo planta 2ª. 38002, Santa Cruz de Tenerife.*

*\*ecarque@tragsa.es*

<sup>2</sup>*Parque Nacional del Teide, Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Apart. 1.047. Santa Cruz de Tenerife.*

*\*\*abanares@oapn.mma.es*

CARQUÉ ÁLAMO, E., M. DURBÁN VILLALONGA, M. MARRERO GÓMEZ & Á. BAÑARES BAUDET (2004). Incidence of the introduced herbivores in the survival of *Stemmacantha cynaroides*, an endangered species of the Canary Islands (Asteraceae). *VIERAEA* 32: 97-105.

**ABSTRACT:** *Stemmacantha cynaroides* is an endemic species from the high mountains of Tenerife island, which is severely threatened by the incidence of introduced herbivores (mouflons and rabbits). Actually, only 170 reproductive adults survive inside the Teide National Park. In order to quantify this situation, the most representative population in Corredor de Mario was designated for demographic monitoring. Data obtained after seven years indicate a low mortality of adult individuals and some reproduction success in absence of herbivores, since a substantial number of seedlings and a slow but constant juvenile recruitment were observed. On the contrary, the presence of herbivores resulted in a drastic reduction of seeds (nearly 100%), a null recruitment and nearly 50% of mortality. Thus, the incidence of predators determine an extremely extinction risk (98%), making necessary the adoption of urgent conservation measures through an effective herbivore control as well as fencing and reinforcing populations.

**Key words:** *Stemmacantha cynaroides*, herbivores, demography, viable population analysis, Canary Islands.

**RESUMEN:** *Stemmacantha cynaroides* es un endemismo exclusivo de las cumbres de la isla de Tenerife, para el cual se ha observado una evidente declinación de efectivos en los últimos años como consecuencia de la incidencia de herbívoros introducidos (muflones y conejos). De esta forma, actualmente apenas sobreviven 170 ejemplares reproductores, todos dentro del Parque

Nacional del Teide. Con el fin de cuantificar y clarificar esta situación se ha realizado un seguimiento demográfico de los efectivos poblacionales en su localidad más representativa (Corredor de Mario). Con los datos obtenidos de 7 años de seguimiento se observó, en ausencia de predadores, una mortalidad de individuos adultos muy baja y un cierto éxito reproductivo, evidenciado por un apreciable número de plántulas, seguido de una lenta, pero constante, renovación de individuos juveniles. No obstante, en aquellas situaciones sometidas a la incidencia de herbívoros, se observó una importante reducción de la producción seminal (en ocasiones hasta el 100%), un reclutamiento nulo y una mortalidad próxima al 50%. De esta forma, la presencia de depredadores alóctonos condiciona un riesgo de extinción sumamente alto (98%), ante el cual es necesaria la adopción de medidas urgentes de gestión. Entre ellas, las más prioritarias y eficaces son el control efectivo de las poblaciones de herbívoros, el vallado de todas las poblaciones y el reforzamiento de las mismas. Palabras clave: *Stemmacantha cynaroides*, herbívoros, demografía, análisis de viabilidad poblacional, islas Canarias.

## INTRODUCCIÓN

Con la llegada de los primeros pobladores a las islas Canarias en torno a mediados del I milenio a.C. (según las cronologías absolutas de que se dispone), se produjo la primera introducción a gran escala de herbívoros alóctonos, en ese caso de cabras (*Capra hircus* L.) y ovejas (*Ovis ammon aries* L.). Posteriormente, la conquista del territorio por parte de la Corona de Castilla (siglo XV d.c.), significó la entrada de otras especies domésticas como el conejo (*Oryctolagus cuniculus* L.). Por último, en la década de los 70 han sido introducidos el arrui (*Ammotragus lervia* Pallas) en La Palma y el muflón de Córcega (*Ovis ammon musimon* L.) en Tenerife, ambos con fines cinegéticos. Este último presenta en Tenerife una población actual de varios cientos de ejemplares, que proceden de una introducción inicial de 5 machos y 6 hembras. Su ámbito de distribución abarca un amplio territorio de la isla de Tenerife, ubicado por encima de los 1.000 m.s.m., incluyendo una amplia gama de especies endémicas en su dieta y no poseyendo ningún predador salvo el hombre.

El Cardo de Plata, *Stemmacantha cynaroides* (Chr. Sm. in Buch) Dittrich, es un endemismo canario clasificado como En Peligro de Extinción (BOC, 2001). Se trata de un geófito, con dispersión anemócora, cuyas hojas se disponen en una roseta basal de hasta 1 m de diámetro. Se localiza exclusivamente en la isla de Tenerife (fig. 1), en litosuelos pedregosos por encima de los 2.000 m.s.m., formando poblaciones prácticamente monoespecíficas. En la actualidad se encuentra representado en varias localidades que en conjunto no albergan más de 170 ejemplares reproductores, de las cuales sólo la población estudiada, Corredor de Mario, es la única que presenta una estructura demográfica óptima (Carqué *et al.* 1997) y un número aceptable de individuos reproductores (101 ejemplares).

La población de Corredor de Mario fue descubierta en los años 80, y desde ese año se ha venido constatando la afección de herbívoros introducidos (conejos y muflones) sobre los ejemplares reproductores, de tal forma que éstos comían las cabezuelas maduras del ejemplar. Mas recientemente, desde mediados de los 90, dichas afecciones se

agravaron al extenderse a las partes aéreas de los ejemplares, las cuales eran eliminadas, posiblemente con el fin de acceder a las partes subterráneas. Dichos fenómenos fueron igualmente observados en otros enclaves, hasta el punto de que en su localidad clásica (Llano de Maja) la especie está a punto de desaparecer.

## MATERIAL Y MÉTODO

### Diseño experimental

La población de Corredor de Mario se emplaza en un areal de 0,7 ha, de las cuales 0,1 se encuentran dentro de un vallado de protección, en el cual se estableció una parcela de seguimiento (parcela control) de 100 m<sup>2</sup>. En la zona no vallada se instaló una segunda parcela de similares dimensiones, a la cual tenían libre acceso los predadores (parcela con acceso). Ambas parcelas se encuentran separadas unos 200 m y fueron visitadas en el mes de agosto durante 4 años. En cada visita se midió el diámetro de cada individuo, además de anotar el número de cabezuelas producidas por cada ejemplar reproductor y el número de éstas que habían sido eliminadas por predadores. Finalmente, en 1999 la parcela con acceso fue vallada con el fin de comprobar si la recuperación, después de varios años de afección resultaba efectiva, procediéndose a la toma de datos en los tres años subsiguientes en los mismos términos que hasta ese momento se venía realizando.

Con los datos correspondientes al diámetro de los ejemplares se confeccionó la estructura demográfica en cada parcela, atendiendo a la distribución de los ejemplares en clases de tamaño (diámetro). La distribución obtenida cada año fue ajustada a una función exponencial negativa, siguiendo el método propuesto por Marrero-Gómez *et al.* (1999) y las variaciones anuales de esta función fueron estudiadas mediante el análisis del coeficiente de correlación. Asimismo, también se calculó la proporción de cabezuelas comidas por ejemplar. Las variaciones anuales en la proporción de cabezuelas dañadas fueron analizadas mediante un test de “Chi cuadrado”. Los métodos estadísticos están basados en Zar (1984) y se han desarrollado usando SPSS (Anon., 1990)

### Modelización

Mediante el software de modelización gráfica Stella (Hannon & Ruth, 1997; High Performance Systems, 1998) se ha confeccionado un modelo de flujo lineal que simula el funcionamiento de la dinámica poblacional (fig. 2), siguiendo un esquema similar a los tradicionales modelos basados en álgebra matricial (Caswell, 2001). Dicho modelo se apoya en la subdivisión de los efectivos poblacionales en cuatro clases fenológicas diferentes: juveniles, pequeños reproductores, reproductores grandes y vegetativos, y en las tasas de interconversión o permanencia en cada una de ellas. De esta forma se obtiene un modelo numérico del ciclo de vida natural cuya prospección permite realizar predicciones de cara al futuro suponiendo que las condiciones observadas durante el seguimiento se mantengan más o menos constantes de cara al futuro. Así, se ha podido comparar la evolución previsible de la población bajo la incidencia de muflones y conejos, con la esperada para unas condiciones enteramente naturales, simplemente introduciendo en el modelo las tasas de interconversión y permanencia procedentes de la parcela con acceso o las procedentes de la parcela vallada.

Los aspectos matemáticos básicos del modelo se resumen en:

- 1) Las tasas vitales de interconversión y permanencia se simulan mediante una distribución azarosa condicionada, según la cual para cada iteración, el modelo elige un valor para cada tasa vital siguiendo el azar impuesto por una función normal basada en la media y desviación estándar de los valores obtenidos; o bien mediante una distribución azarosa estricta, para la cual en cada iteración es elegido un valor completamente azaroso (función Random) para cada tasa vital, ubicado entre el máximo y el mínimo observado.
- 2) En el lenguaje de programación del modelo se han introducido los algoritmos necesarios para considerar la posible colinearidad de las tasas vitales, de tal forma que nunca existan secuencias numéricas antinaturales, como años con una alta supervivencia de plántulas pero con una mortalidad elevada de reproductores.
- 3) Los resultados finales de cada simulación son el resultado de la media de 100 iteraciones para un horizonte temporal futuro establecido en 100 años.

## RESULTADOS

El primer resultado destacable es un descenso significativo ( $\text{Chi}=17,16; p<0,01$ ) en el número de ejemplares mayores de 10 cm de diámetro dentro de la parcela con acceso, de tal forma que habiendo observado 44 individuos en 1995, sólo sobrevivían 12 en 1999. Por el contrario en la parcela control no se observó este descenso, ya que en 1995 se observaron 33 ejemplares y 32 en 1999. Asimismo, en ambas parcelas se observó una disminución del número de plántulas (ejemplares menores de 10 cm). No obstante y dado que constituye un hecho común a las dos parcelas, el fenómeno debe ser atribuido a variables no controladas en la experiencia, como el clima, que inciden por igual en los puntos de muestreo.

Durante 1997 y 1998, las afecciones fueron especialmente drásticas en la parcela con acceso, dado que conejos y muflones eliminaron totalmente las partes aéreas de los ejemplares. Este fenómeno, indicaba un posible y peligroso cambio en las pautas de comportamiento de estos animales ya que no había sido observado en años anteriores, para los cuales la afección se limitaba simplemente a la remoción de las cabezuelas.

La estructura demográfica también presenta grandes cambios en la parcela con acceso, observándose una sustancial minoración en el número de ejemplares para todas las clases de tamaño, en especial aquellas superiores a 80 cm, que llegan a desaparecer. Por su parte, en la parcela vallada no se observa este fenómeno y muchas clases de tamaño permanecen invariables, observándose pequeños aumentos y minoraciones en el resto (fig. 3). Una vez realizados los ajustes a una función exponencial negativa y a una función potencial, se observa que el coeficiente de correlación ( $r$ ) tiende a disminuir en la parcela con acceso, mientras que aumenta en la parcela control (fig. 4), lo cual es indicio claro de que la estabilidad poblacional está condicionada por la presión de los herbívoros.

En lo referente a la producción seminal, ésta es significativamente mayor en la parcela vallada ( $\text{Chi}=0,19; P=0,01$ ) que en la parcela con acceso. En la primera, un ejemplar adulto puede producir hasta 12 cabezuelas/año, cada una de las cuales alberga  $148 \pm 23$  semillas y cuya capacidad de germinación ronda el 40%. Por su parte, en la parcela con acceso se observa una reiterada depredación de la práctica totalidad de las inflorescencias siendo la producción seminal nula.

Por último, y en relación a la capacidad de recuperación, una vez vallada la parcela con acceso en 1999, se observa una evidente recuperación de la misma de tal forma que, aunque en años anteriores se había observado una desaparición de ejemplares, muchos de ellos fueron capaces de rebrotar a partir de sus partes subterráneas. No obstante, se observó una mortalidad del 46% con respecto a las cifras de los censos realizados al inicio de la experiencia. Asimismo, los ejemplares supervivientes presentaban una total ausencia de estructuras florales, posiblemente debido a que la recuperación había derivado hacia la producción de estructuras vegetativas como respuesta a la fuerte afección sufrida en años anteriores.

Las simulaciones realizadas revelan que en condiciones naturales la población resulta estable, de tal forma que bajo un delicado equilibrio de máximos y mínimos tiende a una lenta expansión. De este modo, las probabilidades de extinción resultan prácticamente nulas, tan solo del 1% para un periodo temporal de 100 años. No obstante, bajo la incidencia de herbívoros se ha obtenido un progresivo declive de la población a causa de una alta probabilidad de extinción: 98% para un periodo temporal inferior a 50 años.

Igualmente, mediante la prospección del modelo, se ha podido aventurar la longevidad de la especie haciendo determinados cambios en el mismo, consistentes en asumir un reclutamiento nulo. De esta forma la población derivaría irremisiblemente hacia la extinción, coincidiendo el tiempo de extinción con la esperanza de vida máxima la cual ha podido ser cifrada como superior a 100 años.

## CONCLUSIONES

La principal conclusión obtenida es el acuciante peligro de extinción al que la especie se encuentra sometida, ya que bajo las actuales condiciones de presencia de depredadores las poblaciones no pueden soportar las notables pérdidas en la producción seminal, el constante ramoneo de plántulas y la desaparición de ejemplares reproductores adultos. Asimismo, con los datos obtenidos se demuestra que la incidencia de los predadores es clara y nefasta para el taxón propiciando una probabilidad de extinción del 98% para un periodo temporal inferior a 50 años, salvo que se acometan medidas de gestión oportunas a tales efectos. Un dato esperanzador es el resultado obtenido de la estimación de la longevidad media individual, la cual puede cifrarse (en ausencia de predadores) en una edad superior a los 100 años.

Como medida de gestión prioritaria se establece la necesidad evidente del control efectivo para el principal factor de amenaza: las poblaciones de herbívoros introducidos, que pasa tanto por el vallado de todas las poblaciones actualmente existentes como por la gestión de sus efectivos numéricos. Esto último, resulta especialmente delicado para el caso de las poblaciones de muflón, ya que dados sus requerimientos alimenticios un solo ejemplar puede abortar toda la producción anual en un lapso temporal muy corto. Por ello la erradicación de esta especie introducida se convierte en un factor clave para la supervivencia del cardo de plata. Por otro lado el refuerzo de las poblaciones de *S. cynaroides* con nuevos individuos (Falk et al. 1996) obtenidos ex situ resulta igualmente perentorio, con el fin de evitar los evidentes riesgos derivados de los fenómenos de estocidad genética y demográfica (Falk & Holsinger, 1991; Marrero et al, 2003).



Fig. 1. Distribución de *Stemmacantha cynaroides*.

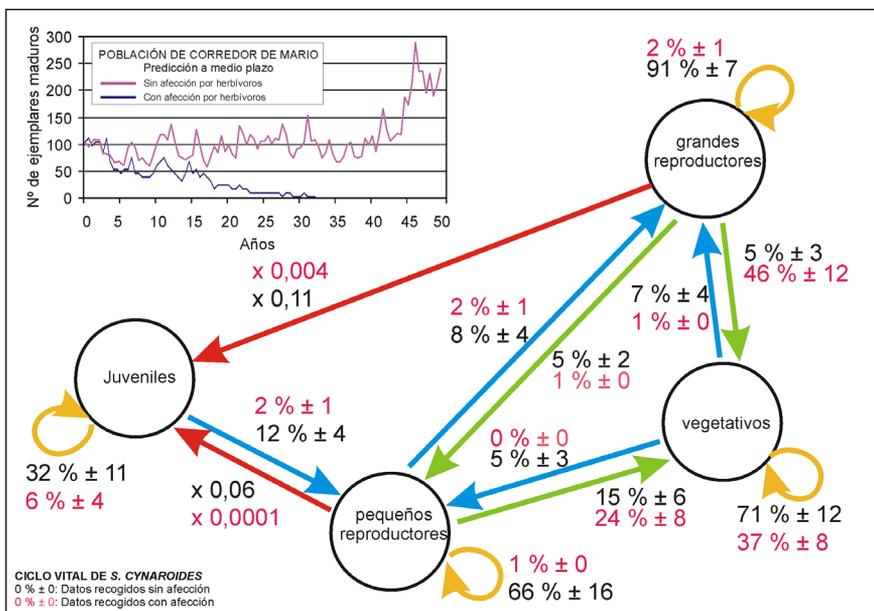


Fig. 2. Esquema de sintetizado del modelo construido usando el software Stella. Las tasas vitales están representadas como flechas de flujo de una fenofase a otra. Los números asociados a las mismas expresan los valores medios y desviación estándar observados durante el periodo de seguimiento. Las flechas en rojo representan las tasas vitales reproductivas, las azules las de crecimiento y las verdes las degenerativas. Los números negros representan los valores obtenidos en la parcela vallada y los rojos los obtenidos en la parcela sin vallar. La gráfica lineal muestra las predicciones obtenidas del modelo para un escenario sin herbívoros y otro con herbívoros.

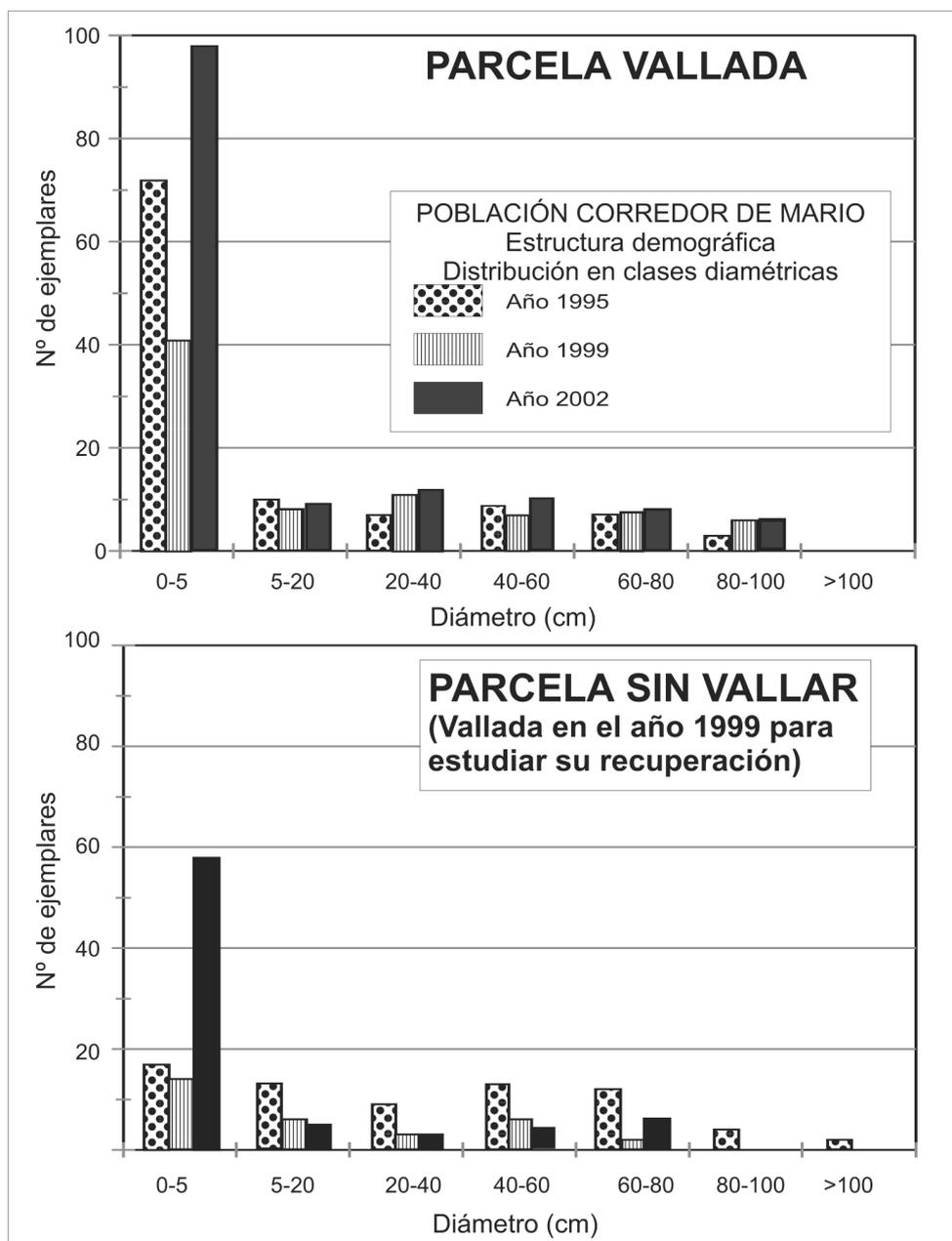


Fig. 3. Estructura demográfica de la parcela con acceso y la parcela control en los años 1995, 1999 y 2002.

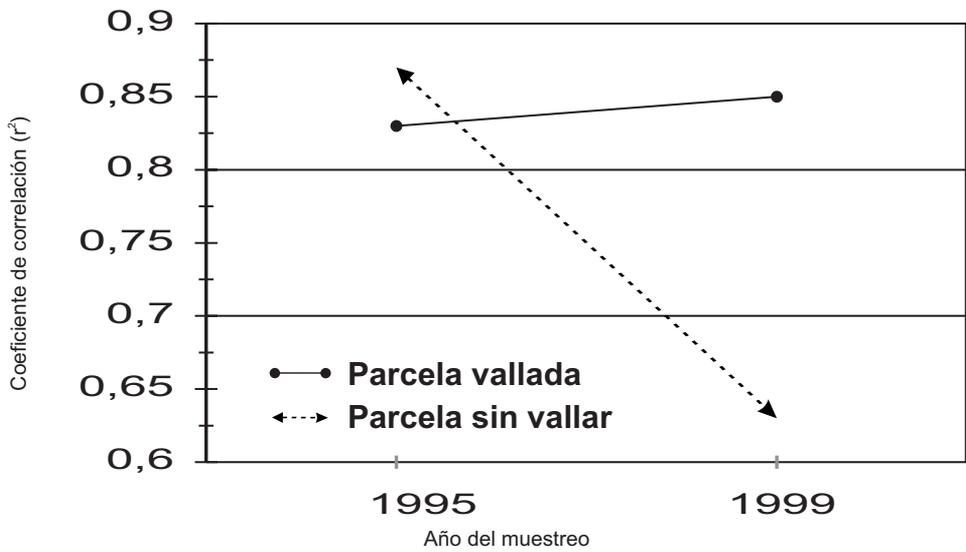


Fig. 4. Variación entre 1995 y 1999 del coeficiente de correlación resultante de ajustar a una función exponencial negativa la distribución en clases diamétricas observada en la parcela vallada y la parcela sin vallar.

## BIBLIOGRAFÍA

- ANONYMOUS (1990). SPSS/PC+ V. 6.0. Base Manual. SPSS Inc. Chicago.
- BOLETÍN OFICIAL DE CANARIAS (BOC) (1997). Decreto 151/2001, de 23 de julio, por el que se crea el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias. BOC nº 97 de 1 de agosto de 2001.
- CARQUÉ-ÁLAMO, E., MARRERO-GÓMEZ, M.V., BAÑARES-BAUDET, Á., PALOMARES-MARTÍNEZ Á. & Á. FERNÁNDEZ-LÓPEZ (1997). Corología y estructura de las poblaciones de algunos endemismos vegetales canario-madeirenses en peligro de extinción. *Vieraea* 26, 23-45.
- CASWELL, H. (2001). *Matrix population models*. Sinauer, Sunderland. MA
- FALK, D.A., MILLAR, C.I. & M. OLWELL (1996). *Restoring Diversity. Strategies for reintroduction of endangered plants*. Center for Plant Conservation. Missouri Botanical Garden.
- FALK, D.A. & K.E. HOLSINGER (Eds.) (1991). *Genetics and conservation of rare plants*. Oxford University Press, New York
- HANNON, B. & M. RUTH (1997). *Modeling dynamic biological systems*. Springer-Verlag. New York.
- HIGH PERFORMANCE SYSTEMS, INC. (1998). *Stella 5.1.1. for Windows*. Hannover.
- MARRERO-GÓMEZ, M.V., BAÑARES-BAUDET, Á., CARQUÉ-ÁLAMO, E. & Á. PADILLA-CUBAS (1999). Size structure in populations of two endangered Cistaceae of the Canary Islands. *Cistus osbaeckiaefolius* and *Helianthemum juliae*. *Natural Areas Journal* 19(1): 79-86
- MARRERO-GÓMEZ, M.V., BAÑARES-BAUDET, Á. & E. CARQUÉ-ÁLAMO (2003). Plant resource conservation planning in protected natural areas: an example from the Canary Islands, Spain. *Biological Conservation* 113: 399-410
- ZAR, S.H. (1984). *Biostatistical Analysis*. Second edition. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.